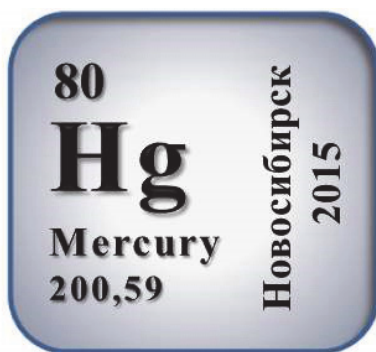


РОССИЙСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК

ФГБУН Институт неорганической химии им. А.В. Николаева СО РАН
ФГБУН Институт геохимии и аналитической химии им. В.И. Вернадского РАН
ФГБУН Институт геологии и минералогии им. В.С. Соболева СО РАН
Новосибирский государственный Университет
Российский фонд фундаментальных исследований
Министерство образования и науки Российской Федерации



ВТОРОЙ МЕЖДУНАРОДНЫЙ СИМПОЗИУМ
РТУТЬ В БИОСФЕРЕ:
ЭКОЛОГО-ГЕОХИМИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ

СБОРНИК ТРУДОВ

Новосибирск
21 – 25 сентября 2015 года

БИОГЕОХИМИЧЕСКИЕ И ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ ЗАГРЯЗНЕНИЯ РТУТЬЮ ЧЕРНОГО МОРЯ

¹Егоров В.Н., ¹Гулин С.Б., ²Игнатов Е.И., ¹Поповичев В.Н., ¹Малахова Л.В.,
¹Плотицына О.В., ¹Стецюк А.П., ¹Артемюв Ю.Г.

¹ФГБУН Институт морских биологических исследований
им. А.О. Ковалевского РАН, Севастополь

²Филиал МГУ, Севастополь
egorov.ibss@yandex.ru

По оценке экспертов Программы ООН по проблемам окружающей среды (ЮНЕП) среди тяжелых металлов ртуть представляет наибольшую опасность для морских экосистем [1]. Ртуть в морских экосистемах обладает высокой способностью сорбироваться на коллоидных и взвешенных частицах, участвует в процессах миграции и седиментации.

Предпринятый в данной работе анализ биогеохимических и геоэкологических аспектов загрязнения Черного моря ртутью может послужить основой для разработки методов экологического контроля морской среды в отношении этого высокотоксичного тяжелого металла. В работе проанализированы материалы по загрязнению ртутью компонентов экосистемы Черного моря, полученные в отделе радиационной и химической биологии Института биологии южных морей в течение последних трех десятилетий. Датировку донных осадков для определения скорости седиментационной элиминации ртути проводили с использованием радиотрассерных технологий [2].

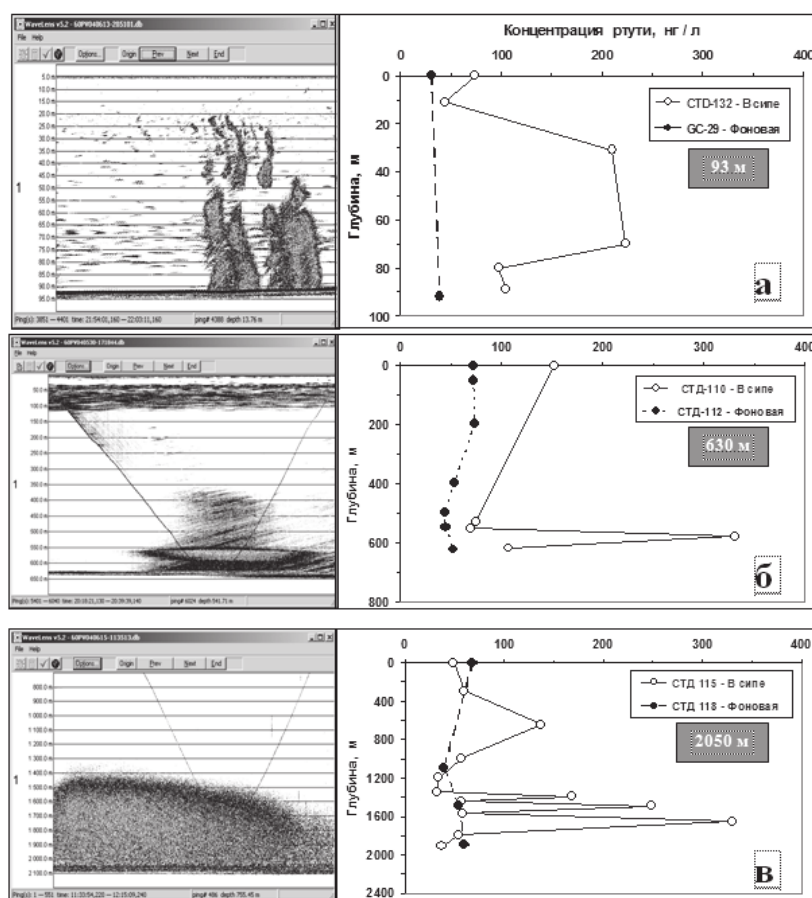


Рис. 1. Эхограммы струйных газовыделений (слева) и вертикальное распределение общей ртути в водной толще Черного моря (справа) в пределах метановых сипов (сплошная линия) и вне их (пунктирная линия) на глубине 93 м (а); на глубине 630 м; (б) и в районе расположения грязевого вулкана Двуреченский на глубине 2050 м (в).

В исследованиях экологической и средообразующей роли струйных метановых газовыделений со дна Черного моря было обнаружено, что поступление ртути в черноморскую среду сопутствует большинству площадок пузырьковой метановой разгрузки дна, независимо от их привязки к грязевым вулканам, геологическим разломам или динамически устойчивым структурам локализации слоев донных отложений [7]. Повышенные концентрации Hg в воде регистрировались над площадками метановой разгрузки дна как в местах локализации грязевых вулканов, так и вне их (рис. 1).

Аналогичная ситуация наблюдалась и в толще донных осадков. На рис. 2 видно, что в районах локализации грязевых вулканов концентрация ртути в толще донных осадков на площадках метановой разгрузки дна была выше, чем в смежных акваториях. Следует отметить, что в настоящее время зарегистрировано свыше 4 тыс. площадок струйных метановых газовыделений со дна различных глубин Черного моря [7, 8]. Интегральный поток ртути в морскую среду еще предстоит оценить, но уже сейчас ясно, что геоэкологический аспект загрязнению ртутью акватории Черного моря следует признать значимым фактором.

По современным представлениям, ртуть в Черное море поступает в основном с аэрозольными выпадениями [3] и со стоком рек. Так, с водами Дуная поступление ртути в Черное море составляло 48,7–58,9 т·год⁻¹ [4]. В целом, со стоком рек этот поток оценивается в 80 т·год⁻¹ [5]. В течение последних десятилетий также было установлено, что ртуть поступает в черноморские воды при проявлениях грязевого вулканизма [6].

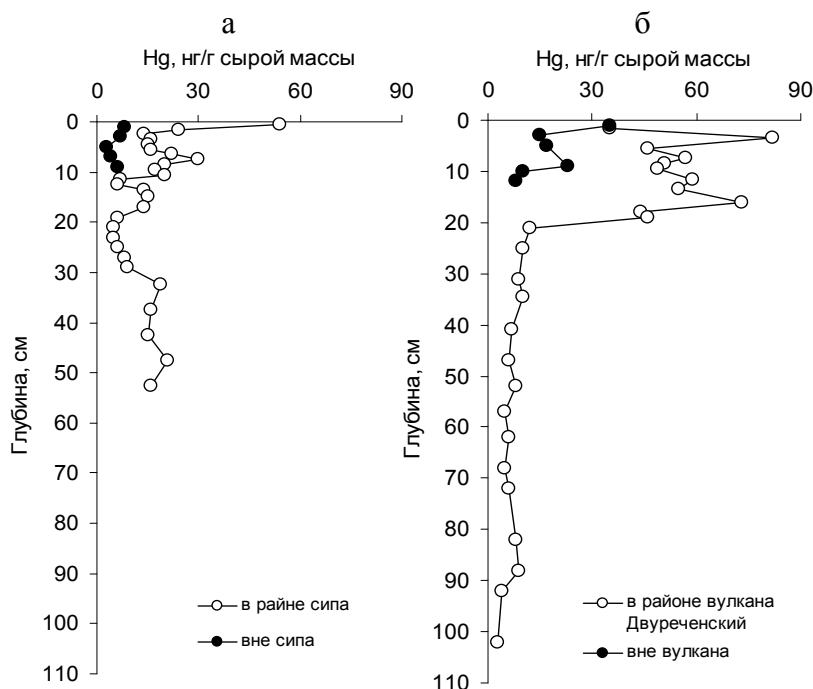


Рис. 2. Профили вертикального распределения ртути в толще донных отложений Черного моря на глубине 183 м в месте локализации сипа (а) и на глубине 2050 м (б) на площадке струйных газовыделений в районе грязевого вулкана «Двуреченский». Смежные акватории по отношению к площадкам метановой разгрузки дна располагались на расстоянии 300 м от сипов.

Хемотрологические исследования показали, что ртуть может в значительной степени концентрироваться черноморскими организмами. Коэффициенты накопления ртути моллюсками фильтраторами *Modiolus phaseolinus* достигали 800 единиц [9]. Наряду с высокими уровнями концентрирования ртути на организменном уровне, было также отмечено, что в отдельных органах и тканях, концентрация ртути часто превышала предельно допустимую концентрацию (ПДК). Особенно высокие концентрации ртути были зарегистрированы в печени рыб и особенно дельфинов (рис. 3).

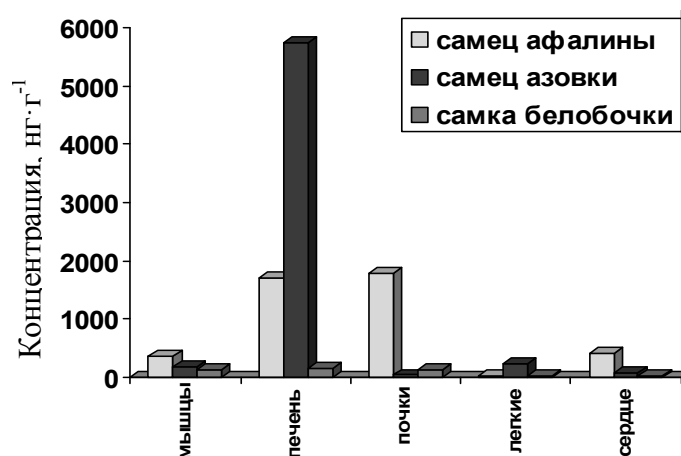


Рис. 3. Распределение концентрации ртути в органах афалины (*Tursiops truncatus*), азовки (*Phocoena phocoena relicta*) и белобочки (*Delphinus delphis ponticus*) в 2004–2005 гг.

Поэтому наиболее опасным является концентрирование ртути в критических органах морских организмов, а также миграция ртути по трофическим цепям от объектов промысла до человека.

Следует отметить, что степень загрязненности компонентов морской экосистемы ртутью определяется соотношением потоков ее поступления в акватории и их самоочищения в результате комплексного воздействия физических и биогеохимических процессов. Параметр ПДК является лишь диагностическим показателем загрязненности компонентов экосистемы ртутью. Очевидно, что для нормирования предельно допустимой антропогенной нагрузки необходимо изучать как потоки поступления загрязняющих веществ в акватории, так и закономерности их элиминации за счет поступления в водные и геологические депо [10].

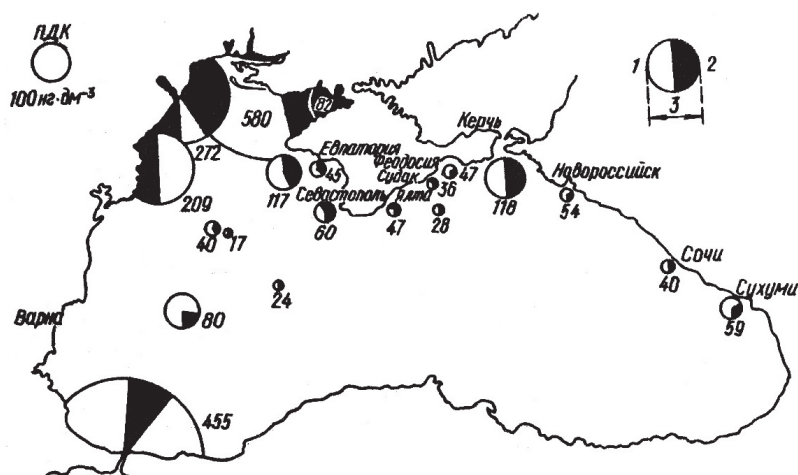


Рис. 4. Распределение растворенной (светлый фон кружков) и взвешенной (темный фон) форм ртути (нг/л) в поверхностных водах Черного моря [11]

Ртуть в поверхностных водах Черного моря распределена весьма неравномерно (рис. 4). В открытых акваториях моря отмечались низкие концентрации, а в районах, примыкающих к черноморским проливам, к приустьевым зонам рек, а также в бухтах и прибрежных зонах с интенсивной хозяйственной деятельностью концентрации ртути в воде была значительно выше и часто превышала ПДК. Эти районы с повышенным содержанием ртути в воде были отнесены к критическим зонам Черного моря [12]. Поэтому именно критические зоны должны подлежать особому экологическому и гигиеническому контролю [10].

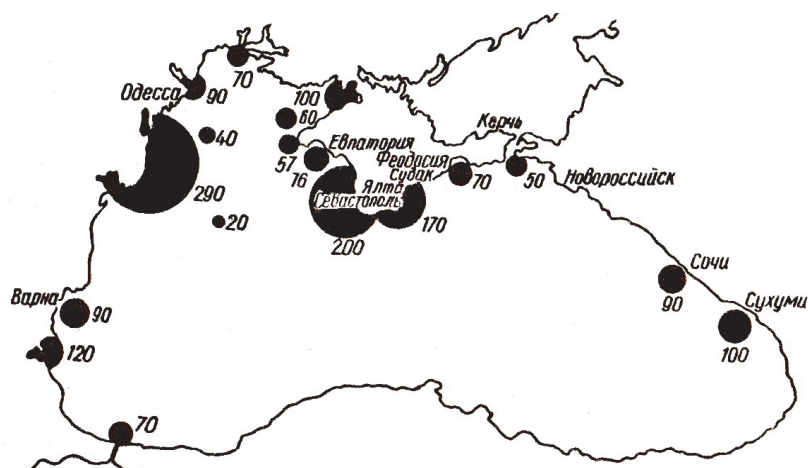


Рис. 5. Распределение общей ртути в поверхностном слое донных отложений Черного моря [11].

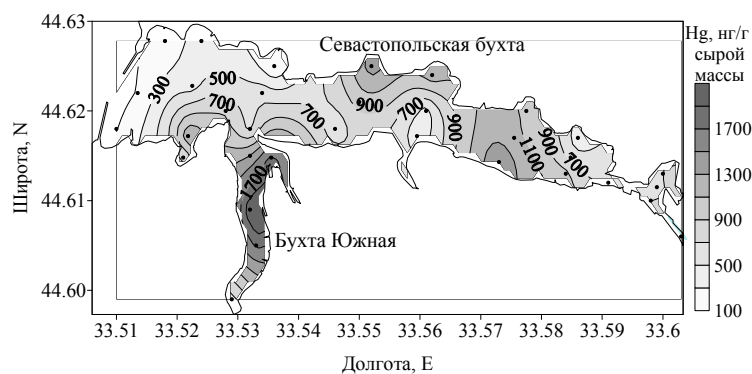


Рис. 6. Распределение общей ртути в поверхностном слое донных осадков Севастопольской бухты [13].

В донных отложениях Черного моря повышенная концентрация ртути также наблюдались в критических зонах (рис. 5). Известно, что закономерности поступления загрязняющих веществ в такие геологические депо, как донные осадки, в основном определяются воздействием седиментационных процессов, которые, в свою очередь, являются биогеохимическим фактором самоочищения вод. В наших исследованиях потоки седиментационного депонирования ртути в толщу донных отложений в зонах с повышенным содержанием ртути в воде зависели как от интенсивности седиментации, так и от способности седиментов накапливать и сорбировать ртуть. В свою очередь, эти потоки определяли способность морской среды к самоочищению, так как превышение потоков поступления ртути в результате антропогенного пресса определяло тренд повышения концентрации ртути в воде, а снижение – к уменьшению [10].

Процедуру нормирования предельно допустимых потоков ртутного загрязнения рассмотрим на примере Севастопольской бухты, распределение ртути в донных осадках которой показано на рис. 6. Было установлено, что в бухте поля с повышенной концентрацией ртути составляют критические зоны, которые приурочены к акваториям поступления бытовых стоков и к районам с интенсивной техногенной деятельностью. Многолетние наблюдения показали, что в периоды повышенной техногенной деятельности концентрация растворенной ртути в воде Севастопольской бухты превышала ПДК, а в последние годы в связи с произошедшими политическими процессами, концентрация ртути в воде была более низкой (рис. 7). На этом рисунке видно, что синхронно с изменением концентрации ртути в воде

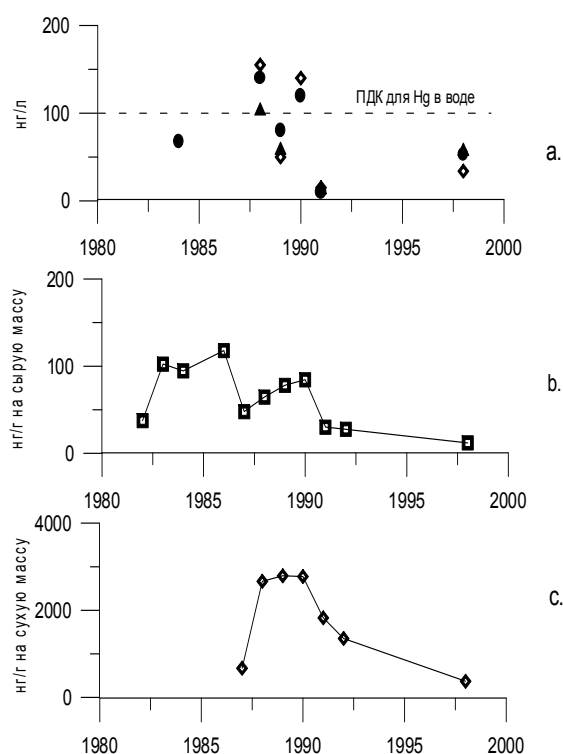


Рис. 7. Изменение концентрации ртути в воде (а), мидиях (б), донных осадках (с) Севастопольских бухт в 1980–2000 гг.

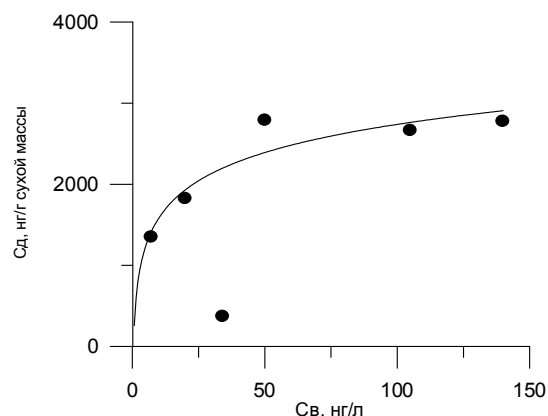


Рис. 8. Зависимость между концентрацией ртути в донных осадках (Сд) и в воде (Св) в Севастопольских бухтах.

в целом менялась и ее концентрация в донных осадках. Однако, при наиболее высоких, превышающих ПДК, концентрациях ртути в воде наблюдалось сорбционное насыщение по ртути донных осадков (рис. 8). Геохронологические исследования, связанные с датировкой донных осадков [2], показали, что в толще донных осадков также наблюдалось их сорбционное насыщение по ртути. Профили вертикального распределения ртути в толще донных отложений западной халистатической зоны Черного моря показали, что загрязнение донных осадков ртутью было практически на два порядка величин ниже, чем в центральной части Севастопольской бухты (рис. 9). Они также показали, что в наиболее глубоких слоях донных осадков, относящихся по возрасту к периоду повышенной техногенной деятельности в акватории

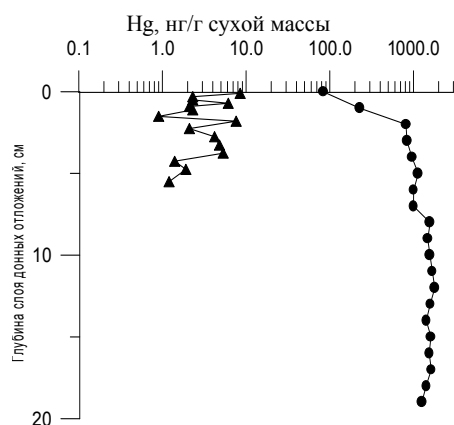


Рис. 9. Распределение Hg в толще осадков:
 \blacktriangle – в центре западной халистатике Черного моря;
 \bullet – в б. Севастопольской.

бухты, содержание ртути в донных отложениях было максимальным, совпадающим по уровню с сорбционным насыщением (рис. 8). В то же время, соответствующие по возрасту периоду снижения техногенной деятельности поверхностные слои донных отложений бухты содержали более низкие уровни ртутного загрязнения. Легко заметить, что геохронологические исследования позволили определить потоки элиминации ртути из водной среды в толщу

донных отложений, которые как раз и соответствовали биогеохимическому самоочищению вод Севастопольской бухты на разных этапах техногенной деятельности, интенсивности протекания продукционных процессов органического загрязнения вод со сточными водами.

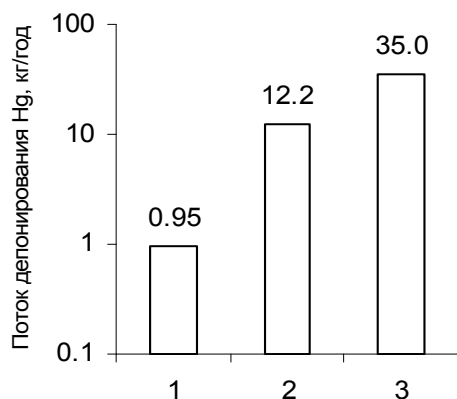


Рис. 10. Потoki седиментационного депонирования ртути в донные отложения Севастопольской бухты:
1 – в результате современной интенсивности биопродукционных процессов;
2 – суммарно за счет биогенного и аллохтонного взвешенного вещества;
3 – биогеохимический предел седиментационного самоочищения вод.

Результаты изучения различных механизмов биогеохимического самоочищения вод бухты от ртути приведены на рис. 10. На нем видно, что максимальная способность к биогеохимическому самоочищению бухты от ртути составляет 35,0 кг/год (рис. 10, 3), ее экологическая емкость, обусловленная современной интенсивностью протекания продукционных процессов, равна 0,95 кг/год (рис. 10, 1), а современная ассимиляционная способность за счет седиментационных процессов оценивается в 12,2 кг/год (рис. 10, 2). В отличие от ПДК, характеристики самоочищения вод имеют размерность потоков. Поэтому они могут использоваться для санитарно гигиенического нормирования акваторий.

1. IMCO/FAO/UNESCO/WMO/WHO/IAEA/UN Joint group of experts on the scientific aspects of marine pollution (GESAMP). Reports and studies, № 7. Scientific aspects of pollution arising from the exploration of the seabed. United Nation, 1977. 35 p.

2. Гулин С.Б., Егоров В.Н., Стокозов Н.А. и др. Определение возраста донных отложений и оценка скорости осадконакопления в прибрежных и глубоководных акваториях Черного моря с использованием природных и антропогенных трассеров // Радиоэкологический отклик Черного моря на чернобыльскую аварию / Под ред. Г. Г. Поликарпова и В. Н. Егорова. Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 2008. С. 499–502.

3. Ильин Ю.П., Рябинин А.И., Мальченко Ю.А. и др. Состояние загрязнения атмосферных осадков г. Севастополя в 1997–2006 годах // Тр. Украинского научно-исследовательского гидрометеорологического института. 2006. № 255. С. 165–183.

4. Polikarpov G.G., Egorov V.N., Kulebakina L.G. et al. Contamination Hg dynamics of the Danube River ecosystem components // Intern.Conf. on Water Pollution Control in the basin of the River Danube: Proc.[Novi Sad Yugoslavia]. 1989. P. 67–71.

5. Зайцев Ю.П. Введение в экологию Черного моря. Одесса: Эвен. 2006. 224 с.

6. Шнюков Е.Ф., Гнатенко Г.И., Нестеровский В.А. и др. Грязевой вулканизм Керченско-Таманского региона. К.: Наук. Думка. 1992. 200 с.

7. Егоров В.Н., Поликарпов Г.Г., Гулин С.Б. и др. Современные представления о средообразующей и экологической роли струйных метановых газовыделений со дна Черного моря // Морской экологический журнал. 2003. Том 2, № 3. С. 5–26.

8. Костова С.К., Поповичев В.Н., Егоров В.Н. и др. Распределение ртути в воде и донных отложениях в местах локализации струйных метановых газовыделений со дна Черного моря // Морской экологический журнал. 2006. Том 5, № 2. С. 47–56.

9. Терещенко Н. Н., Поликарпов Г. Г., Костова С. К. Хемозэкологический мониторинг загрязнения ртутью поселений фазеолины в Черном море у юго-западных берегов Крыма // Морской экологический журнал. 2004. Том 3, № 2. С. 84–90.

10. Егоров В.Н., Гулин С.Б., Поповичев В.Н. и др. Биогеохимические механизмы формирования критических зон в Чёрном море в отношении загрязняющих веществ // Морской экологический журнал. 2013. Том 12, № 4. С. 5–26.

11. Светашева С.К., Егоров В.Н., Гулин М.Б. и др. Трансформация физико-химических форм ртути и её распределение в аэробной и анаэробной зонах Черного моря // Молисмология Черного моря. Киев: Наукова думка. 1992. С. 108–122.

12. Зайцев Ю. П., Поликарпов Г. Г. Экологические процессы в критических зонах Черного моря // Морской экологический журнал. 2002. Том 1, № 1. С. 35–55.

13. Костова С.К. Распределение ртути в поверхностном слое донных отложений Севастопольской бухты (Черное море) // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон. 2005. Выпуск 12. С. 273–279.